

Niveles de afectación y propagación de los incendios de 2024 en la región purépecha de Michoacán mediante teledetección

Incendios en la región purépecha de Michoacán

Rodrigo Piñón-Cervantes (<https://orcid.org/0009-0000-9970-1445>)

María L. España-Boquera* (<https://orcid.org/0000-0001-6255-2802>)

María D. Uribe-Salas (<https://orcid.org/0000-0002-4788-0290>)

Omar Champo-Jiménez (<https://orcid.org/0000-0002-7719-5331>)

Luis López-Pérez (<https://orcid.org/0000-0002-7904-9039>)

Alfredo Reyes-Tena (<https://orcid.org/0000-0002-9112-8303>)

Universidad Michoacana de San Nicolás de Hidalgo, Instituto de Investigaciones Agropecuarias y Forestales. Posta Veterinaria, carretera Morelia-Zinapécuaro s/n. C. P. 58880. Tarímbaro, Michoacán, México.

*Corresponding author: boquera@umich.mx

Resumen

Introducción. La severidad de un incendio es la magnitud del cambio ecológico causado por el fuego y depende de su intensidad y duración, así como de la densidad y el tipo de vegetación. La severidad puede evaluarse a partir de datos satelitales.



Objetivo. Analizar los principales incendios detectados por el sensor VIIRS de NOAA-21 en la región purépecha de Michoacán en el año 2024, para conocer la superficie quemada, las coberturas afectadas, el nivel de afectación y la propagación del fuego.

Materiales y métodos. A partir del análisis de imágenes Sentinel-2 de la zona de estudio, se calcularon las diferencias entre antes y después de los incendios de los índices de Quema Normalizado (dNBR, por sus siglas en inglés) y de Vegetación de Diferencia Normalizada (dNDVI, por sus siglas en inglés) y se analizaron por cobertura.

Resultados. En total se quemaron 18 815.43 ha. Las quemas agrícolas representaron 19 %, mientras que 33 % correspondió al bosque de pino; esta cobertura tuvo la mayor superficie con nivel de afectación alto (1 088.15 ha). Se identificaron 12 zonas siniestradas, mayoritariamente en el municipio de Chilchota. Algunos incendios se originaron por quemas agrícolas, pero la mayoría en zonas forestales por negligencia o para extender la zona aguacatera.

Conclusiones. Las zonas quemadas presentaron una afectación mixta, lo que puede ayudar a su recuperación si en los parches menos afectados quedan bancos de semillas. En el bosque de pino, cuando la afectación fue baja o moderada, la pérdida relativa de densidad fue baja, por lo que puede esperarse una pronta recuperación.

Palabras clave: bosque de pino; densidad de vegetación; puntos de calor; quemas agrícolas; Sentinel-2.

Recibido: 13 de diciembre, 2025

Aceptado: 24 de julio, 2026

Introducción



En muchos ecosistemas boscosos, los incendios forestales son vitales para la renovación y el rejuvenecimiento de sus elementos vegetales (Rosales-Mata et al., 2021); sin embargo, los regímenes históricos de incendios se han alterado en las últimas décadas, lo que ha originado impactos negativos en los patrones y procesos de los ecosistemas (Martínez-Garza et al., 2022; Richardson et al., 2022). Se estima que cerca de 98 % de los incendios tienen causas antropogénicas relacionadas con cuestiones sociales, vandalismo, negligencia y actividades agropecuarias (Silva-Cardoza et al., 2022) y que estas últimas están en el origen de al menos 40 % de los incendios forestales en México (Galván & Magaña, 2020).

Además de una fuente de ignición humana o natural, para que se produzca un incendio se requieren condiciones climáticas propicias (temperaturas altas, humedad baja y vientos fuertes) y disponibilidad de combustible (Jardel-Peláez et al., 2014; Neves-daSilva et al., 2023). El aumento de las temperaturas, el déficit de precipitación y las sequías extremas, que son cada vez más frecuentes debido al calentamiento global, han incrementado el riesgo de incendios forestales, cuya extensión y gravedad son cada vez mayores (Agbeshie et al., 2022; Richardson et al., 2022).

La gravedad o severidad de un incendio se entiende como la magnitud del cambio ecológico causado por el fuego, tal como se observa inmediatamente después del siniestro (Lentile et al., 2006), es decir, los efectos inmediatos o de primer orden (Jardel-Peláez et al., 2014). La naturaleza de los combustibles disponibles, su cantidad y combustibilidad dependen del tipo de vegetación y de su densidad antes del incendio (Ortiz-Mendoza et al., 2024). La severidad del daño suele depender más de la duración del fuego que de su intensidad, pues un incendio de movimiento rápido deja los procesos subterráneos prácticamente intactos (Lentile et al., 2006). La gravedad del incendio puede determinar el tiempo de recuperación del ecosistema (Rifai et al., 2024), dado que la respuesta de la vegetación depende en gran medida del alcance de los daños sufridos por las plantas y el suelo, así como de la resiliencia del ecosistema afectado (Jardel-Peláez et al., 2014; Lewis et al., 2017). Algunas especies de los géneros *Pinus* y *Quercus* tienen la capacidad de rebrotar tras un incendio (Martínez-Garza et al., 2022), mientras que otras dependen de la supervivencia del banco de semillas o de su dispersión desde el vecindario (Flores-Rodríguez et al., 2021).

La forma más eficiente de detección y monitoreo de los incendios en tiempo casi real o a lo largo del tiempo es a través de datos satelitales (Chuvieco et al., 2019). La detección de los puntos de calor permite la identificación de los incendios de mayor importancia y el análisis de su propagación y duración (Dong et al., 2023). Actualmente, el sensor VIIRS (Visible Infrared Imaging Radiometer Suite) en los satélites Suomi-NPP, NOAA-20 y NOAA-21 en colaboración con la NASA (National Aeronautics and Space Administration), así como Sentinel-3 del sistema Copernicus de la ESA (European Space Agency), son los encargados de la detección de incendios, de manera cada vez más eficiente y precisa (Román et al., 2024).

La evaluación de la superficie quemada y del nivel de severidad del daño causado por el fuego puede abordarse a partir del análisis de imágenes satelitales multiespectrales de resolución alta, como las de los satélites Landsat de la NASA o Sentinel-2 de la ESA (Balcázar Medina et al., 2025; Pelletier et al., 2024; Zhang et al., 2023). El Índice de Quema Normalizado (NBR, por sus siglas en inglés) y el Índice de Vegetación de Diferencia Normalizada (NDVI, por sus siglas en inglés) captan la diferencia en la vegetación y el suelo, entre antes y después del fuego (dNBR y dNDVI), debido a las alteraciones que este provoca en las reflectancias visibles e infrarrojas (Llorens et al., 2021). Así, la severidad se evalúa según un nivel de afectación derivado del dNBR que ha sido estandarizado y validado con datos de campo, a partir principalmente del Índice Compuesto de Quema (CBI, por sus siglas en inglés) (Silva-Cardoza et al., 2022). Algunos estudios basados en esta metodología son los de Sobrino et al. (2019) y Llorens et al. (2021) en los incendios de la península Ibérica de 2017. En México, Silva-Cardoza et al. (2022) evaluaron la severidad de incendios en la Sierra Madre Occidental de Durango en 2019 y España-Boquera et al. (2024) analizaron los incendios ocurridos en 2021 en Michoacán. En esta entidad, entre las áreas más afectadas por el fuego destaca la región purépecha, tanto por su riqueza forestal, como por su cercanía a la franja aguacatera (España-Boquera et al., 2016, 2022; Olivares-Martínez et al., 2023); en 2024 tuvo los incendios más grandes de Michoacán (Piñón-Cervantes et al., 2025).

El objetivo del presente estudio fue determinar la superficie quemada, las coberturas afectadas, el nivel de afectación y la propagación del fuego de los principales incendios detectados por el sensor VIIRS de NOAA-21 en la región purépecha de Michoacán

durante 2024, haciendo uso de imágenes Sentinel-2. Esta información puede ayudar a comprender la naturaleza de los incendios y a orientar las estrategias de prevención y restauración, especialmente en condiciones climáticas de creciente calentamiento. Se presupone que la cronología de la propagación del fuego permite la identificación de puntos de calor y sus posibles causas, las cuales son mayoritariamente antropogénicas.

Materiales y métodos

Zona de estudio

La zona de estudio se encuentra al norte de la región purépecha del estado de Michoacán, México, donde ocurrieron los incendios forestales más importantes de 2024 (Piñón-Cervantes et al., 2025). El área está delimitada por las coordenadas 102° 15' - 101° 55' O y 19° 42' - 20° 1' N. Entre las coberturas presentes destacan los bosques templados de pino y encino con sus vegetaciones secundarias, selva baja caducifolia (o bosque tropical seco) y su vegetación secundaria, así como zonas agrícolas, asentamientos humanos y cuerpos de agua (**Figura 1**), de acuerdo con la Serie VII del mapa de suelo y vegetación del Instituto Nacional de Estadística y Geografía (INEGI, 2018). El relieve está marcado por la presencia de varios cerros con elevaciones de 1 548 a 3 301 m (Durán Carmona et al., 2003).

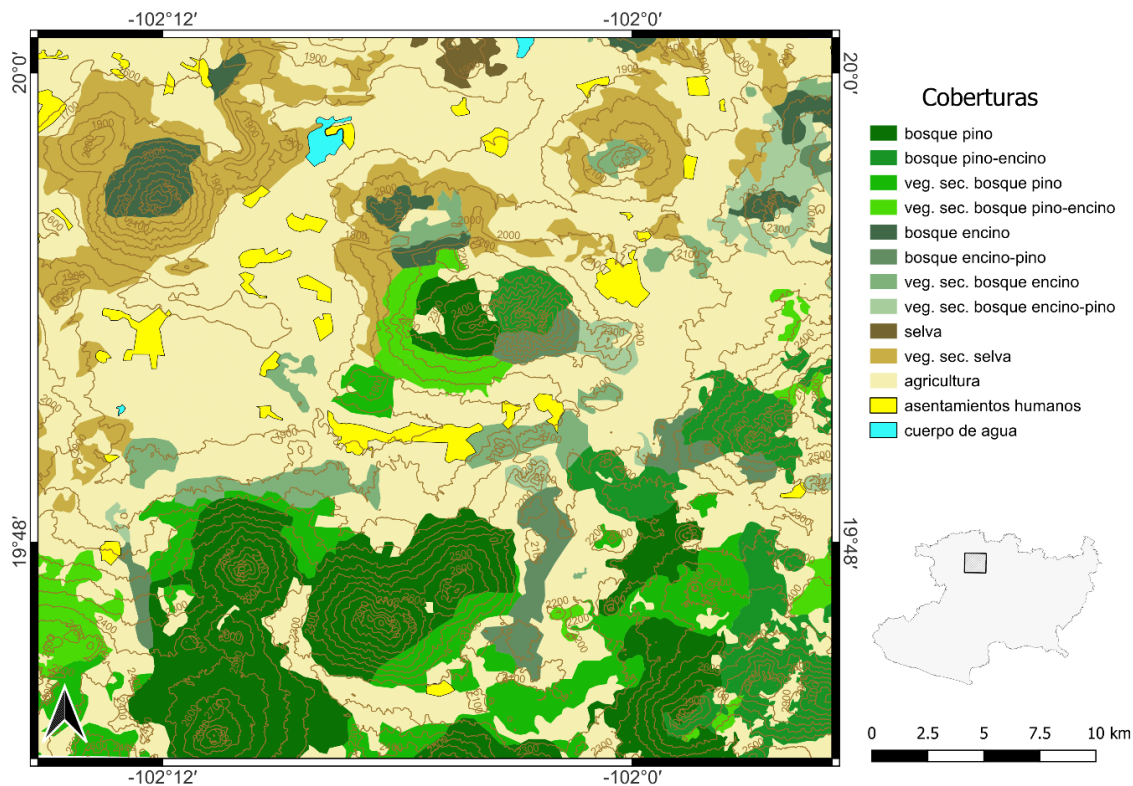


Figura 1. Mapa de coberturas de la zona de estudio, al norte de la región purépecha del estado de Michoacán, México según la Serie VII de INEGI (2018).

La **Figura 2** muestra la delimitación del área potencialmente quemada en los municipios al norte de la región purépecha de Michoacán, definida como el agregado de búferes de 600 m trazados alrededor de cada punto de calor detectado por el sensor VIIRS (Piñón-Cervantes et al., 2025). La superficie total es de 23 710.89 ha.

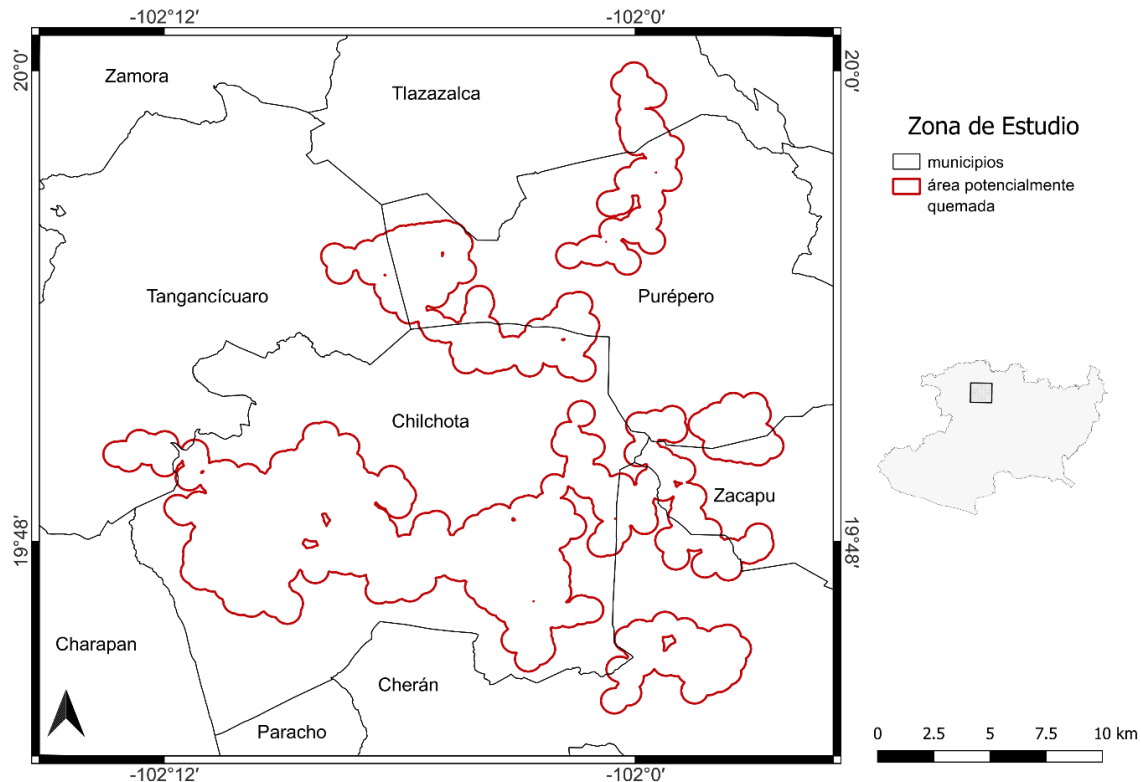


Figura 2. Delimitación del área potencialmente quemada en los incendios de 2024 en municipios de la región purépecha de Michoacán, México.

Descarga y procesamiento de las imágenes Sentinel-2

Se descargaron imágenes Sentinel-2 de nivel 2A con correcciones geométrica, radiométrica y atmosférica (ESA, 2026). Se seleccionó una fecha anterior (18/02/2024) y una posterior (17/06/2024) a los incendios identificados en los datos VIIRS (NASA, 2024), en las que estuvieran disponibles las cuatro teselas necesarias para cubrir la zona de estudio: 13QGC (noroeste), 13QGB (suroeste), 13QHC (noreste) y 13QHB (sureste). Las nubes y las cubiertas plásticas de cultivos agrícolas se eliminaron del análisis.



Para cada fecha, en cada tesela se recortó la parte correspondiente dentro de la zona de estudio, dejando una franja de superposición longitudinal y transversal. Al mismo tiempo, las 12 bandas radiométricas (con resoluciones espaciales de 10, 20 y 60 m) se remuestrearon a 10 m.

Clasificación por niveles de afectación

Para cada recorte se calculó el índice NBR para las dos fechas, previa y posterior a los incendios, según la fórmula adaptada a las bandas Sentinel-2 (Llorens et al., 2021), donde B8 es la banda Sentinel-2 en el infrarrojo cercano (832.8 nm) y B12 es la banda en el infrarrojo de onda corta (2 202.4 nm): $NBR = (B8 - B12) / (B8 + B12)$.

Después se construyó el mosaico correspondiente mediante la unión de los cuatro recortes que conforman la zona de estudio y con franjas de superposición. La diferencia del valor del índice entre las dos fechas se calculó como: $dNBR = NBR_{\text{antes}} - NBR_{\text{después}}$. Posteriormente, se aplicó la máscara del área quemada; es decir, se anularon los píxeles fuera de esta.

A partir de los valores del dNBR se estableció el nivel de afectación de cada píxel, de acuerdo con la clasificación del United States Geological Survey (USGS) (Sobrinho et al., 2019): $dNBR < 0.1$ sin afectación, $0.1 \leq dNBR < 0.27$ afectación baja, $0.27 \leq dNBR < 0.44$ afectación moderada-baja, $0.44 \leq dNBR < 0.66$ afectación moderada-alta y $0.66 \leq dNBR$ afectación alta.

Las coberturas de uso de suelo y vegetación obtenidas de la Serie VII de INEGI (2018) se superpusieron al mapa de afectación, para calcular la superficie siniestrada de cada cobertura.



Evaluación de cambios en la densidad de vegetación

Para cada recorte se calculó el índice NDVI antes y después de los incendios: $NDVI = (B8 - B4) / (B8 + B4)$; donde B8 es la banda Sentinel-2 en el infrarrojo cercano (832.8 nm) y B4 la banda en el rojo (664.6 nm) (España-Boquera et al., 2024; Llorens et al., 2021). Se construyó el mosaico con los cuatro recortes, se calculó la diferencia del NDVI entre las dos fechas, tanto en valor absoluto como relativo al valor inicial, y se aplicó la máscara del área quemada:

$$dNDVI = NDVI_{\text{antes}} - NDVI_{\text{después}}$$

$$\%dNDVI = dNDVI / NDVI_{\text{antes}} * 100$$

Con el fin de analizar la pérdida de vegetación de cada cobertura y para cada nivel de afectación, se compararon los valores de NDVI previos y posteriores al incendio en cada caso.

Los datos se procesaron y analizaron en el programa de libre acceso SNAP (Sentinel Application Platform [ESA, 2024]). La **Figura 3** resume este proceso metodológico e indica las funciones de SNAP utilizadas en cada paso.

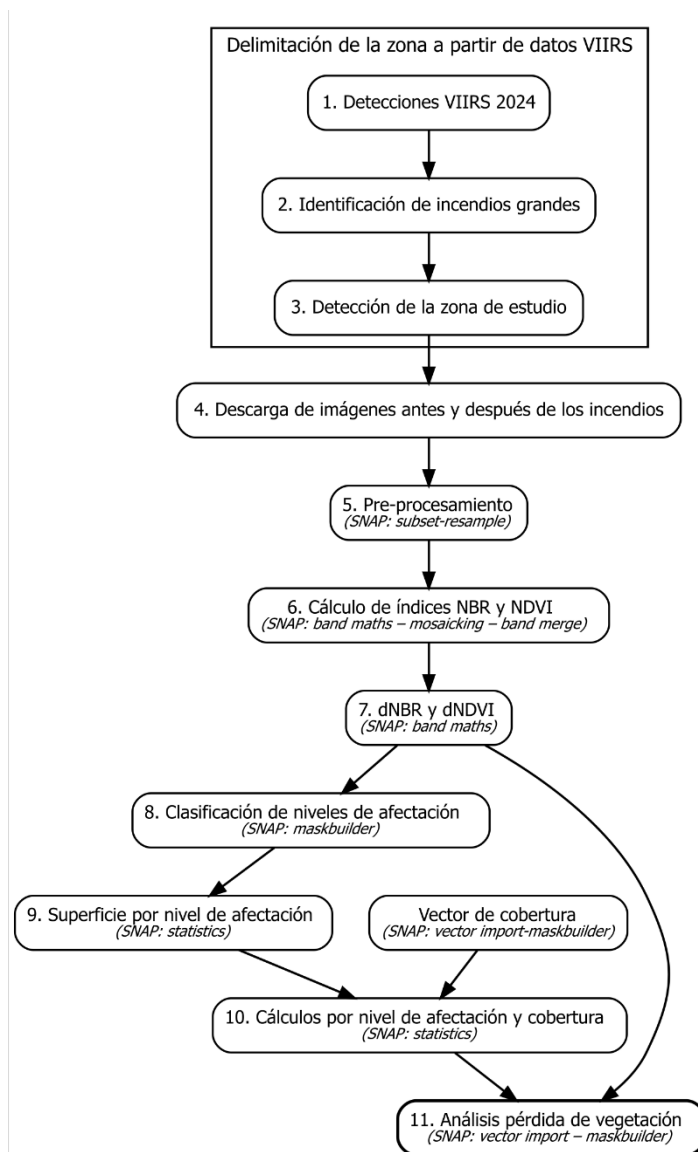


Figura 3. Diagrama de flujo del proceso metodológico para determinar los niveles de afectación y propagación de incendios detectados por el Sensor VIIRS (Visible Infrared Imaging Radiometer Suite). NBR: Índice de Quema Normalizado, NDVI: Índice de Vegetación de Diferencia Normalizada.

Identificación de los incendios y análisis de la propagación del fuego



Dentro de la zona quemada se identificaron los incendios considerando que en un mismo evento (es decir, un conjunto de al menos cinco detecciones con una superficie mínima de 100 ha), la distancia máxima entre detecciones consecutivas es de 1 200 m (600 m alrededor de cada detección) (Piñón-Cervantes et al., 2026).

Para cada evento ocurrido en la zona de estudio, se interpretó la dinámica de propagación del fuego con base en el orden cronológico de las fechas de las detecciones registradas por el sensor VIIRS, tomando en cuenta las coberturas afectadas y los niveles de afectación.

Los mapas se elaboraron en el programa de libre acceso QGIS versión 3.24 (QGIS Development Team, 2024), la identificación de los eventos se realizó en RStudio (2024) y la zona afectada en cada evento se visualizó en Google Earth.

Resultados

Coberturas y niveles de afectación

La superposición de la máscara del área quemada con el mapa de coberturas originó el mapa de la **Figura 4**, donde 33 % del total del área quemada corresponde a bosque de pino en los cerros de Chilchota, Cherán y Purépero. Las quemas agrícolas representaron 19 % del área quemada. También sobresalen el bosque de pino-encino (11 %), el bosque de encino (9 %) y el bosque de encino-pino (8 %). La vegetación secundaria, sumando todas sus variantes, alcanzó 28 % del área.

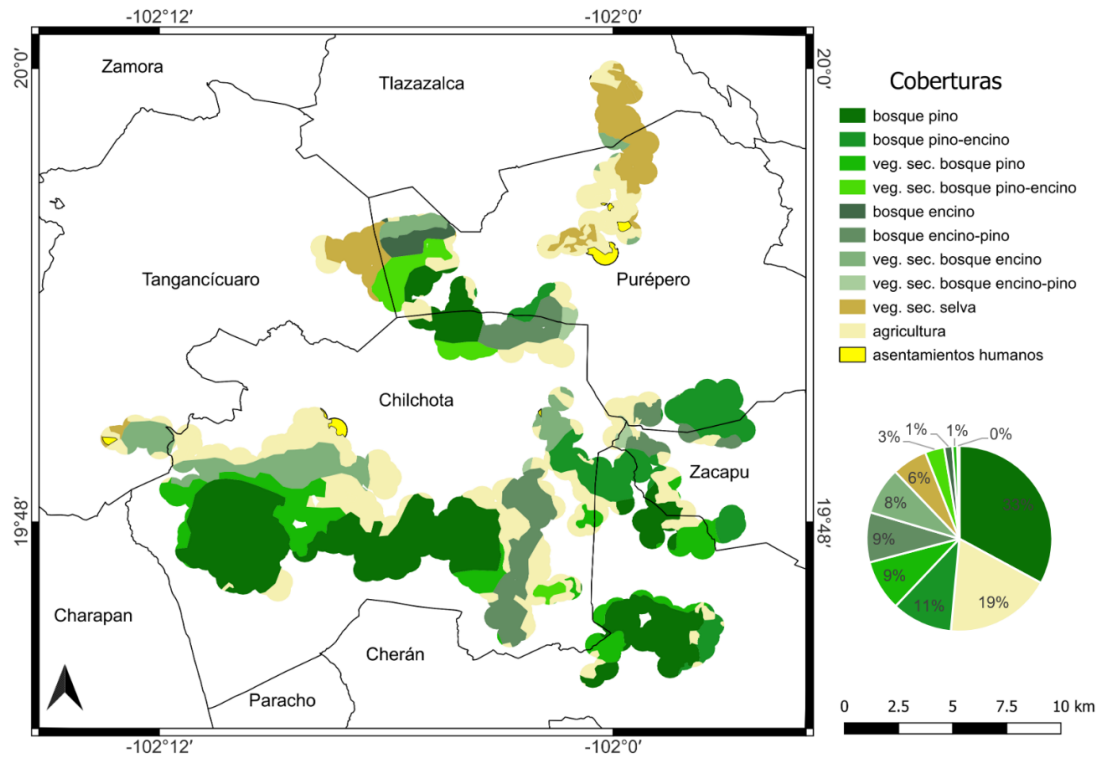


Figura 4. Mapa del área quemada por cobertura vegetal en los incendios de 2024 en la región purépecha de Michoacán. La superficie total afectada fue 18 815.43 ha.

La **Figura 5** muestra el mapa de niveles de afectación. La superficie total afectada fue 18 815.43 ha; las nubes, cubiertas plásticas de los cultivos y áreas no quemadas se descartaron. Del total, 33 % presenta afectación baja, mientras que las afectaciones moderada-baja y moderada-alta constituyen 29 % y 28 %, respectivamente. La zona quemada con afectación alta representa 10 %, misma que se encuentra principalmente en los bosques de pino (**Figura 5**) de los cerros de la parte centro y oeste de Chilchota, el oeste de Purépero y entre Purépero y Zacapu.

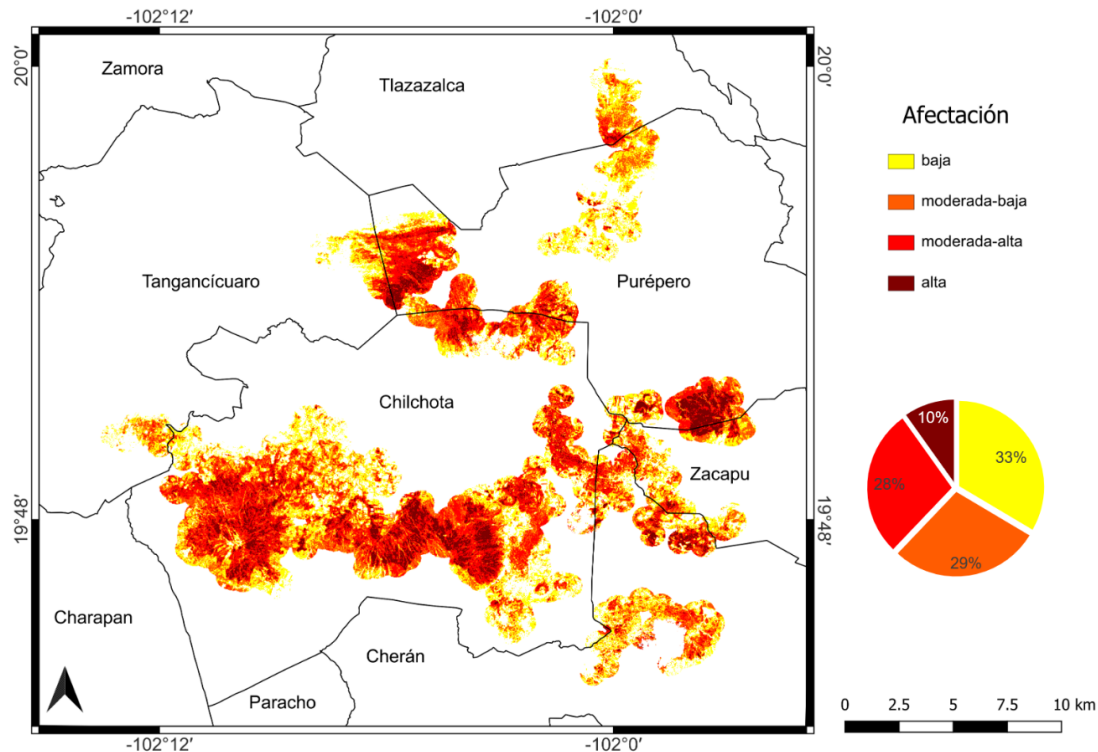


Figura 5. Mapa de niveles de afectación del área quemada en los incendios de 2024 en la región purépecha de Michoacán.

La **Figura 6** muestra la superficie quemada de cada cobertura vegetal por nivel de afectación. El bosque de pino es la cobertura con más afectación moderada-alta (2 395.77 ha), moderada-baja (1 703.62 ha) y alta (1 088.15 ha). La cobertura que presenta más superficie quemada con afectación baja es la agricultura con 2 233.78 ha, mayormente de temporal. A los bosques de pino-encino y encino-pino, así como a las vegetaciones secundarias de bosque de pino y bosque de encino, corresponden superficies quemadas de alrededor de 500 ha para las afectaciones baja a moderada-alta y superficies menores para la afectación alta.

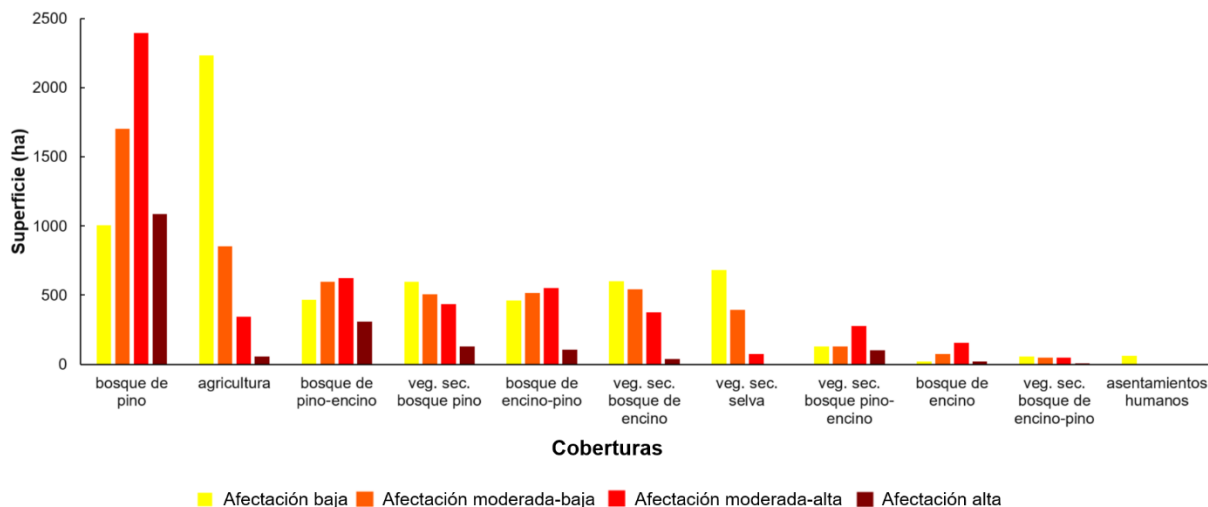


Figura 6. Superficie quemada en los incendios de 2024 en la región purépecha de Michoacán, por cobertura vegetal y por nivel de afectación.

La **Figura 7** muestra los promedios de densidad de vegetación (en términos de NDVI) antes del incendio ($NDVI_{antes}$), así como la pérdida de densidad ocasionada por el fuego, en valor absoluto ($dNDVI$) y relativo ($\%dNDVI$), por nivel de afectación en cada cobertura.

Antes de los incendios, en las zonas que resultaron quemadas, la densidad de vegetación se encontraba en un rango entre 0.36 y 0.82 (valores promedio de NDVI). Para todas las coberturas, las zonas que resultaron menos afectadas por el fuego presentaban menor densidad, mientras que las más afectadas habían sido las más densas. El bosque de pino destacaba por su alta densidad con 0.68 en las zonas que resultaron con baja afectación y 0.77 en las zonas más afectadas. Tras los incendios, la pérdida de NDVI fue mayor cuando los niveles de afectación fueron más altos. Las mayores pérdidas en todos los niveles de afectación se produjeron en la vegetación secundaria de bosque de encino-pino (de 0.19 a 0.55). En términos relativos, el bosque de pino presentó las menores pérdidas en la afectación baja (27 %), moderada-baja (38 %) y moderada-alta (51 %). El bosque de encino presentó las mayores pérdidas en la afectación baja (48 %) y moderada-baja (54 %), mientras que en la afectación alta fue una de las coberturas con menores pérdidas relativas. Exceptuando las quemas agrícolas, las mayores pérdidas relativas en las afectaciones altas correspondieron a las vegetaciones secundarias de bosque de encino-pino y de selva (68 %).

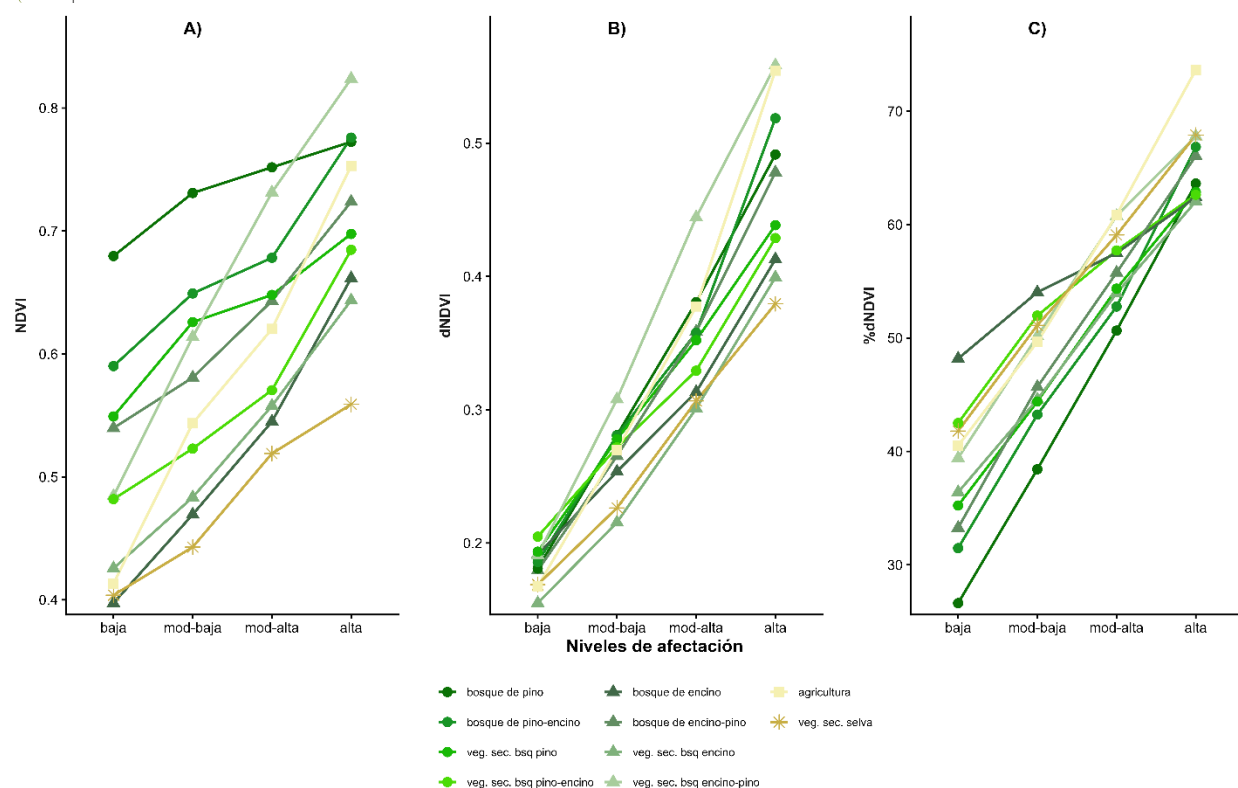


Figura 7. (A) Densidad de vegetación (NDVI) antes del incendio, (B) pérdida absoluta de NDVI (dNDVI) y (C) pérdida de densidad de vegetación (%dNDVI), por cobertura vegetal y nivel de afectación (baja, moderada-baja, moderada-alta y alta) del área quemada en los incendios de 2024 en la región purépecha de Michoacán.

Identificación de los incendios y análisis de la propagación del fuego

El mapa de la **Figura 8** muestra las 12 zonas de incendios identificadas y nombradas cronológicamente de la A a la L. El **Cuadro 1** resume los datos de propagación de los incendios de cada zona.

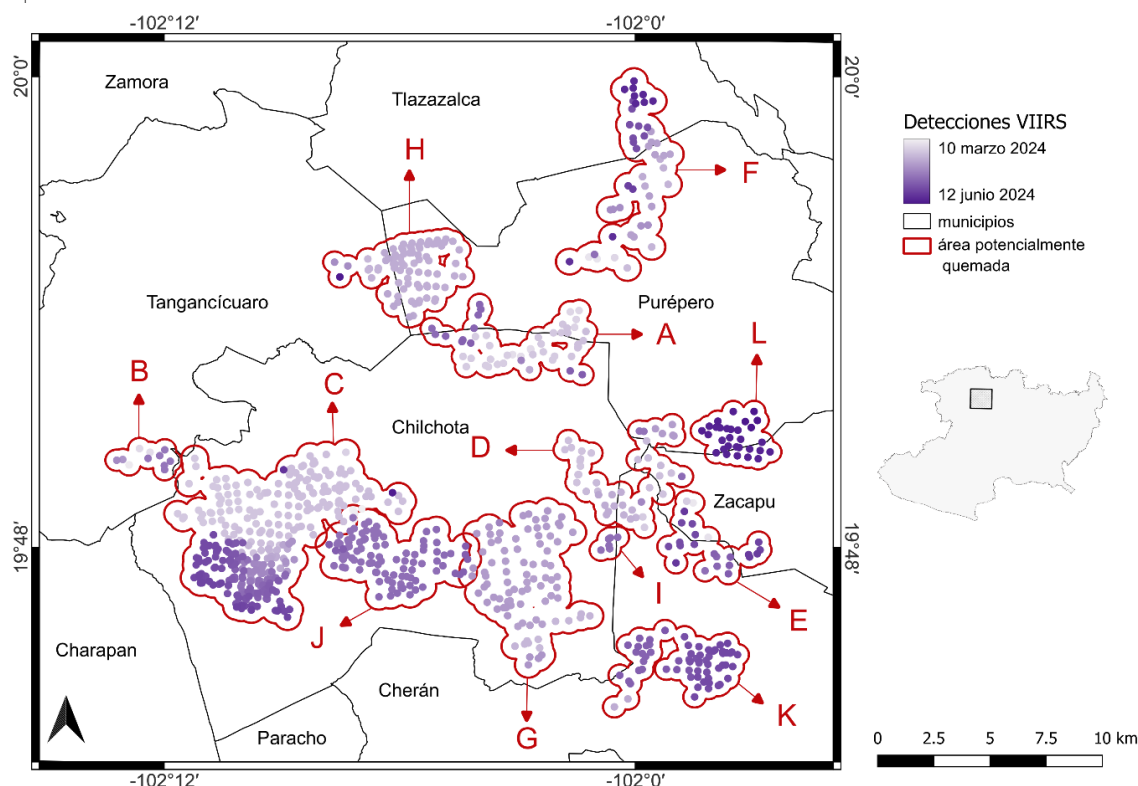


Figura 8. Zonas identificadas en el área quemada en los incendios de 2024 en los municipios de la región purépecha de Michoacán.

Cuadro 1. Propagación del fuego en las zonas identificadas con incendios en el 2024 en la región purépecha de Michoacán.

Zona	Superficie (ha)	Municipios	Primera y última detección	Afectación	Cobertura más afectada
A	1 800	Chilchota Purépero	10/03 30/04	Moderada-alta y alta	Bosque de pino y de encino-pino
B	450	Tangancicuaro	11/03 25/04	Sin afectación hasta moderada-alta	Vegetación secundaria de bosque de encino
C	1 700	Cherán Chilchota Zacapu Purépero	20/03 27/04	Alta	Bosque de encino-pino



D	5 300	Chilchota	18/03 15/05	Moderada-alta y alta	Bosque de pino
E	1 000	Zacapu Cherán	20/03 22/05	Moderada-alta y alta	Bosque de pino y vegetación secundaria de bosque de pino
F	1 800	Tlazazalca Purépero	25/03 04/06	Alta	Bosque de encino
G	3 200	Chilchota	26/03 08/04	Moderada-alta y alta	Bosque de pino
H	1 800	Tangancícuaro Purépero	27/03 02/04	Alta	Bosque de pino, bosque de encino y vegetación secundaria de pino-encino
I	200	Chilchota Cherán	28/04 29/04	Moderada-alta y alta	Vegetación secundaria de bosque de pino
J	2 300	Chilchota	28/04 05/05	Moderada-alta y alta	Bosque de pino
K	1 600	Cherán Chilchota	03/05 14/05	Baja a moderada- alta	Bosque de pino y vegetación secundaria de pino y de pino-encino
L	900	Purépero Zacapu	05/06 12/06	Alta	Bosque de pino-encino

Discusión



En 2024, el sensor VIIRS NOAA-21 detectó varios incendios en más de 18 000 ha de la región purépecha en Michoacán, la mayor zona quemada en el estado ese año. Se trata de un incendio de gran dimensión, similar al de Pontevedra (Galicia, España) de 2017 (Sobrino et al., 2019), y más grande que los incendios reportados por Yilmaz (2025) en Turquía, el mayor de los cuales fue de 9 613 ha. Los niveles de afectación confirman que los eventos fueron de gravedad, con 33 % de afectación baja, 29 % moderada-baja, 28 % moderada-alta y 10 % alta, porcentajes similares a los reportados en los incendios ocurridos en el noroeste de Michoacán en 2021 (España Boquera et al., 2024). El análisis de las fechas de detección permitió la reconstrucción de la propagación del fuego y la identificación de 12 zonas con eventos (**Figura 8**). Las zonas más grandes (C, J y G) atraviesan el municipio de Chilchota. Algunas de las zonas quemadas coinciden con las de los incendios de 2021, donde se contabilizaron 49 522 ha afectadas en las mismas zonas del municipio de Chilchota y sus colindancias (España-Boquera et al., 2024).

En algunas ocasiones, el fuego se inició en zonas agrícolas y puede asociarse a la realización de quemas que se extendieron involuntariamente hacia las áreas boscosas. Es común que las quemas intencionales con fines agrícolas provoquen incendios forestales (Bravo-Espinosa et al., 2014), por lo que la proximidad de los bosques a las actividades agrícolas aumenta la vulnerabilidad bajo condiciones climáticas anormalmente secas y cálidas (Galván & Magaña, 2020). Este podría ser el caso de las zonas A e I; sin embargo, en la mayoría de los casos analizados, las quemas se detectaron como eventos aislados (A, C, D, F y H) o incluso el fuego parece haberse iniciado en una zona forestal, desde donde se propagó hacia áreas agrícolas de temporal (G y I).

En todas las zonas se detectaron incendios originados en superficies forestales. En particular, en la zona A se identificaron puntos de calor en bosques de pino-encino y encino-pino, cerca de rutas de senderismo, lo que hace pensar en incendios iniciados por negligencia. De hecho, la vulnerabilidad de los ecosistemas forestales a los incendios depende en gran medida de su accesibilidad y de la distancia de los bosques a otras actividades humanas (Galván & Magaña, 2020) como el ecoturismo. En particular, la existencia de caminos con acceso a las áreas forestales o de carreteras que las atraviesan se considera el mayor factor de riesgo de ocurrencia de incendios forestales



(Flores-Garnica et al., 2025b). En otras zonas (H, F y L), próximas a la franja aguacatera, se está aplicando desde hace años la estrategia de ampliar las huertas a costa del bosque (Olivares-Martínez et al., 2023), lo que resulta innegable por la presencia de plantaciones de aguacate y ollas de agua que pueden observarse en Google Earth.

La cobertura más quemada (33 %) y con los niveles de afectación más altos fue el bosque de pino (Figuras 4, 5 y 6) en zonas montañosas (Figura 1) con la mayor densidad antes de los incendios (Figura 7). En México, los incendios forestales en bosques de pino son un disturbio ecológico común que produce daños a la biodiversidad, sus servicios ecosistémicos y su producción forestal (Quintero-Gradilla et al., 2019). En los bosques de coníferas de zonas templadas, los árboles y arbustos forman camas de combustibles, cuya descomposición se ve limitada por las temperaturas frescas, lo que permite la acumulación de mantillo altamente inflamable; todo esto crea condiciones para incendios superficiales intensos o bien incendios severos de copa (Jardel-Peláez et al., 2014). Así, en el cerro San Ignacio, al sur de la zona C, el fuego se mantuvo activo casi dos meses, permaneciendo latente y reactivándose, lo que puede explicar la afectación alta (Jardel-Peláez et al., 2014; Lentile et al., 2006); sin embargo, en otras zonas la propagación fue más rápida, lo que dificulta la interpretación de los factores causales, los efectos del fuego y la respuesta del ecosistema (Lentile et al., 2006).

El comportamiento del fuego puede verse influenciado simultáneamente por varios factores, lo que resulta en heterogeneidad espacial vertical y horizontal de los efectos del fuego y las respuestas ecológicas posteriores (Lentile et al., 2006). Esto hace que los regímenes de incendios generalmente presenten severidad mixta, que varía con la continuidad del combustible y la tolerancia al fuego de la vegetación (Poulos et al., 2018), su diversidad e inflamabilidad, así como con la topografía y los gradientes de humedad (Lewis, 2017). En el mapa de afectaciones (Figura 5) se observa que los niveles en cada zona o cobertura no son homogéneos, sino que se distinguen patrones que parecen corresponder al relieve. Esto se observa particularmente en el bosque de pino de las zonas C y J, así como en la zona L y el sur de la zona H con vegetación secundaria de bosque de pino, donde hubo afectaciones altas y moderadas.



En el bosque de pino, cuando la afectación fue baja o moderada, las pérdidas relativas de densidad fueron menores que en las otras coberturas (**Figura 7**). También la pérdida absoluta de NDVI del bosque de pino en afectaciones moderadas (dNDVI entre 0.28 y 0.38) fue menor que la reportada por Sobrino et al. (2019) para el incendio de Pontevedra (Galicia, España) de 2017, en bosques de pino y eucalipto, donde el dNDVI fue de 0.35 a 0.55. Dado que se trata de la densidad observada por satélite y cuantificada como NDVI, pudo tratarse de incendios superficiales que no llegaron a las copas de los árboles, lo que puede facilitar la recuperación del ecosistema. En áreas con afectación moderada se ha apreciado regeneración de *Pinus* incluso mayor que en las no incendiadas, lo que se atribuye a la liberación de semillas, favorecida por las temperaturas altas que deshidratan los tejidos de los conos, y a la disminución considerable de la capa de hojarasca, que permite que las semillas entren en contacto directo con el suelo (Flores-Rodríguez et al., 2021). Para las especies de resiembra obligada, cuyo tiempo de recuperación es más largo (incluso décadas), cuando sus individuos maduros mueren por el fuego (Rifai et al., 2024), los parches no quemados o ligeramente quemados en regiones de afectación alta sirven como fuentes de semillas para aumentar las tasas de recuperación de las plantas (Lentile et al., 2006).

En los incendios severos, como los de copa, las trayectorias de recuperación pueden ser muy diferentes en la vegetación forestal (Rifai et al., 2024). Algunas especies de *Pinus* y *Quercus* tienen la capacidad de rebrotar (Martínez-Garza et al., 2022), lo que les permite recuperar biomasa rápidamente y mantener una ventaja ecológica competitiva en los bosques (Rifai et al., 2024). Los rebrotes de *Quercus* tienden a ser más exitosos que los de *Pinus*; la mayor probabilidad de rebrote está asociada principalmente con el diámetro de los árboles, lo que sugiere que un incendio de alta severidad eliminará a los individuos más jóvenes que no hayan alcanzado la altura y diámetro suficiente para rebrotar (Flores-Garnica et al., 2025a). Por otra parte, en los bosques de coníferas, cuando los incendios son severos, se forman claros extensos que favorecen el reinicio de la sucesión y el remplazo de rodales (Jardel-Peláez et al., 2014). El rebrote de la vegetación baja puede ser muy rápido, tan es así que, si no se dispone de imágenes satelitales inmediatas al incendio, es necesario realizar correcciones fenológicas en el cálculo del dNBR para calcular la afectación (Silva-Cardoza et al., 2022).



El fuego tiene un papel relevante en la dinámica de casi todos los bosques, ya que actúa como un componente que reinicia el ciclo de sucesión ecológica; sin embargo, si se presenta un incendio cada dos a tres años en el mismo lugar, se afecta la regeneración ya establecida y se impide la continuidad del ciclo de crecimiento del bosque. Por eso es necesario que la frecuencia de los incendios permita el tiempo suficiente para el establecimiento de la regeneración y su supervivencia (Flores-Rodríguez et al., 2021).

Conclusiones

Durante el 2024, los principales incendios en Michoacán ocurrieron en la región purépecha del 10 de marzo al 12 de junio, mayoritariamente en el municipio de Chilchota y colindantes (datos VIIRS NOAA-21). El análisis de imágenes satelitales de alta resolución permitió el diagnóstico detallado de las zonas afectadas por incendios. Algunos incendios iniciaron como quemas agrícolas o en zonas boscosas, cerca de rutas de senderismo o de parcelas de aguacate, lo que indica negligencia o intencionalidad. El bosque de pino fue la cobertura más quemada (33 % de 18 815.43 ha quemadas), con 1 088.15 ha altamente afectadas; en las zonas de afectación baja o moderada pudo tratarse de incendios superficiales, lo que facilitaría la recuperación. Algunas especies de *Pinus* y *Quercus* tienen la capacidad de rebrotar, los parches no quemados pueden proporcionar semillas y los claros favorecen el remplazo de rodales. La información generada es útil para esclarecer posibles causas y diseñar estrategias de prevención y restauración, así como mecanismos de manejo o gobernanza forestal, tales como políticas de regulación de cambio de uso del suelo y de manejo de combustibles.

Agradecimientos

A la Coordinación de la Investigación Científica de la Universidad Michoacana de San Nicolás de Hidalgo por el financiamiento del trabajo. A la Secretaría de Ciencia, Humanidades, Tecnología e Innovación de México por la beca de posgrado del primer autor.

Declaración de conflicto de intereses

Los autores declaramos que no tenemos conflictos de intereses económicos ni relaciones personales conocidas que pudieran haber influido en el trabajo presentado en este artículo.

Declaración del uso de inteligencia artificial (IA)

Los autores declaramos no haber utilizado IA generativa o tecnologías asistidas por IA para el desarrollo del presente manuscrito.

Referencias

- Agbeshie, A. A., Abugre, S., Atta-Darkwa, T., & Awuah, R. (2022). Una revisión de los efectos de los incendios forestales en las propiedades del suelo. *Revista de Investigación Forestal*, 33(5), 1419-1441. <https://doi.org/10.1007/s11676-022-01475-4>
- Balcázar Medina, O. E., Jardel Peláez, E. J., Vega-Nieva, D. J., Silva-Cardoza, A. I., & Cuevas Guzmán, R. (2025). Mapping soil burn severity and crown scorch percentage with Sentinel-2 in seasonally dry deciduous oak and pine forests in Western Mexico. *Remote Sensing*, 17(13), 2307. <https://doi.org/10.3390/rs17132307>
- Bravo-Espinosa, M., Mendoza, M. E., Carlón Allende, T., Medina, L., Sáenz-Reyes, J. T., & Páez, R. (2014). Effects of converting forest to avocado orchards on topsoil properties in the trans-Mexican volcanic system, Mexico. *Land Degradation & Development*, 25(5), 452-467. <https://doi.org/10.1002/ldr.2163>



- Chuvieco, E., Mouillot, F., Van der Werf, G. R., San Miguel, J., Tanase, M., Koutsias, N., García, M., Yebra, M., Padilla, M., Gitas, I., Heil, A., Hawbaker, T. J., & Giglio, L. (2019). Antecedentes históricos y desarrollos actuales para el mapeo de áreas quemadas mediante observación satelital de la Tierra. *Teledetección del Medio Ambiente*, 225, 45-64. <https://doi.org/10.1016/j.rse.2019.02.013>
- Dong, B., Li, H., Xu, J., Han, C., & Zhao, S. (2023). Spatiotemporal analysis of forest fires in China from 2012 to 2021 based on Visible Infrared Imaging Radiometer Suite (VIIRS) active fires. *Sustainability*, 15(12), 9532. <https://doi.org/10.3390/su15129532>
- Durán Carmona, V. Sevilla Palacios, F., Espinosa Guzmán, J. M., Borgonia Aguilar, O., & Gaytán Legorreta, S. (2003). *Atlas geográfico del estado de Michoacán* (2nd. ed.) México: Secretaría de Educación del Estado de Michoacán, Universidad Michoacana de San Nicolás de Hidalgo y EDDISSA.
- España-Boquera, M. L., Castro-Bleda, M. J., & España-Boquera, S. (2022). Cartografía del aguacate en Michoacán con imágenes Sentinel-2 y una metodología mixta. *Revista de Geografía Agrícola*, (69), 61-79. <https://doi.org/10.5154/r.rga.2022.69.03>
- España-Boquera, M. L., & Champo-Jiménez, O. (2016). Proceso de deforestación en el municipio de Cherán, Michoacán, México (2006-2012). *Madera y Bosques*, 22(1), 141-153. <https://doi.org/10.21829/myb.2016.221482>
- España-Boquera, M. L., Champo-Jiménez, O., & Uribe-Salas, M. D. (2024). Extensión y severidad de incendios forestales en Michoacán en 2021 a partir de imágenes Sentinel-2. *Polibotánica*, (57), 125-144. <https://doi.org/10.18387/polibotanica.57.7>
- European Space Agency (ESA). (2024). *Sentinel Application Platform (SNAP)*. <https://step.esa.int/main/download/snap-download/>
- European Space Agency (ESA). (2026). *Copernicus data space ecosystem*. <https://browser.dataspace.copernicus.eu/>
- Flores-Garnica, J., Atondo-Bueno, E., Flores-Rodríguez, A., & Orozco-Gutiérrez, G. (2025a). Evaluación de rebrotes como respuesta de restauración de un bosque de encino-pino impactado por incendios forestales. *Abanico Boletín Técnico*, 4, e2024-45. <https://abanicoacademico.com/abanicoboletintecnico/article/view/236>



- Flores-Garnica, J. G., Orozco-Gutierrez, G., & Ramírez-Ojeda, G. (2025b). Determinación de áreas de protección prioritaria basada en la densidad Kernel de incendios forestales. *Revista Mexicana de Ciencias Forestales*, 16(90), 33-60. <https://doi.org/10.29298/rmcf.v16i90.1523>
- Flores-Rodríguez, A. G., Flores-Garnica, J. G., González-Eguiarte, D. R., Gallegos-Rodríguez, A., Zarazúa-Villaseñor, P., Mena-Munguía, S., Lomelí-Zavala, M. E., & Ruíz-Guzmán, E. (2021). Regeneración natural de pino y encino bajo diferentes niveles de perturbación por incendios forestales. *Revista Mexicana de Ciencias Forestales*, 12(65). <https://doi.org/10.29298/rmcf.v12i65.776>
- Galván, L., & Magaña, V. (2020). Forest fires in Mexico: An approach to estimate fire probabilities. *International Journal of Wildland Fire*, 29(9), 753-763. <https://doi.org/10.1071/WF19057>
- Instituto Nacional de Estadística y Geografía (INEGI). (2018). *Uso de suelo y vegetación, escala 1:250000, serie VII (continuo nacional)*. <https://www.inegi.org.mx/temas/usosuelo/>
- Jardel-Peláez, E. J., Pérez-Salicrup, D., Alvarado, E., & Morfín-Ríos, J. E. (2014). *Principios y criterios para el manejo del fuego en ecosistemas forestales: guía de campo*. CONAFOR. <http://www.conafor.gob.mx:8080/biblioteca/ver.aspx?articulo=727>
- Lentile, L. B., Holden, Z. A., Smith, A. M., Falkowski, M. J., Hudak, A. T., Morgan, P., Lewis, S. A., Gessler, & P. E., Benson, N. C. (2006). Técnicas de teledetección para evaluar las características de incendios activos y los efectos postincendio. *Revista Internacional de Incendios Forestales*, 15(3), 319-345. <https://doi.org/10.1071/WF05097>
- Lewis, S. A., Hudak, A. T., Robichaud, P. R., Morgan, P., Satterberg, K. L., Strand, E. K., Smith, A. M. S., Zamudio, J. A., & Lentile, L. B. (2017). Indicators of burn severity at extended temporal scales: A decade of ecosystem response in mixed-conifer forests of western Montana. *International Journal of Wildland Fire*, 26(9), 755-771. <https://doi.org/10.1071/WF17019>

- Llorens, R., Sobrino, J. A., Fernández, C., Fernández-Alonso, J. M., & Vega, J. A. (2021). A methodology to estimate forest fires burned areas and burn severity degrees using Sentinel-2 data. Application to the October 2017 fires in the Iberian Peninsula. *International Journal of Applied Earth Observation and Geoinformation*, 95, 102243. <https://doi.org/10.1016/j.jag.2020.102243>
- Martínez-Garza, C., Juan-Baeza, I., León-Carvajal, K., & Hernández-Hernández, M. (2022). La regeneración del bosque después de un incendio. *Inventio*, 18(44), 1-11. <https://doi.org/10.30973/inventio/2022.18.44/9>
- National Aeronautics and Space Administration (NASA). (2024). *Global fire map and data*. <https://firms.modaps.eosdis.nasa.gov/>
- Neves-daSilva, A. B., Santos-Beltrão, N. E., & Barros-Santos, L. (2023). Utilizando imagens Sentinel-2 e índices espectrais para análise de severidade em áreas queimadas de origem antrópica: um estudo no sudeste da Amazônia. *Revista Brasileira de Geografia Física*, 16(01), 489-504. <https://doi.org/10.26848/rbgf.v16.1.p489-504>
- Olivares-Martínez, L. D., Gomez-Tagle, A., & Perez-Salicrup, D. R. (2023). Regional drivers behind the burning of remanent forests in Michoacan avocado belt, central Mexico. *Fire*, 6(3), 81. <https://doi.org/10.3390/fire6030081>
- Ortiz-Mendoza, R., González-Tagle, M. A., Pérez-Salicrup, D. R., Aguirre-Calderón, O. A., Himmelsbach, W., & Cuéllar-Rodríguez, L. G. (2024). Comportamiento del fuego y consumo de la capa de hojarasca en bosques de pino-oyamel y pino-encino. *Revista Mexicana de Ciencias Forestales*, 15(86), 77-100. <https://doi.org/10.29298/rmcf.v15i86.1485>
- Pelletier, F., Cardille, J. A., Wulder, M. A., White, J. C., & Hermosilla, T. (2024). Revisitando la temporada de incendios forestales de 2023 en Canadá. *Science of Remote Sensing*, 10, 100145. <https://doi.org/10.1016/j.srs.2024.100145>
- Piñón-Cervantes, R., España-Boquera, M. L., López-Pérez, L., Uribe-Salas, M. D., Champo-Jiménez, O., & Reyes-Tena, A. (2026). Incendios en Michoacán durante el



- año 2024 a partir de datos VIIRS NOAA-21. *Revista Fitotecnia Mexicana*, 49(2), 260-266. <https://doi.org/10.35196/rfm.2026.2.260>
- Poulos, H. M., Barton, A. M., Slingsby, J. A., & Bowman, D. M. (2018). Do mixed fire regimes shape plant flammability and post-fire recovery strategies? *Fire*, 1(3), 39. <https://doi.org/10.3390/fire1030039>
- QGIS Development Team. (2024). *QGIS Geographic Information System version 3.24. Open-Source Geospatial Foundation Project*. <https://www.qgis.org>
- Quintero-Gradilla, S. D., Jardel-Peláez, E. J., Cuevas-Guzmán, R., García-Oliva, F., & Martínez-Yrizar, A. (2019). Cambio postincendio en la estructura y composición del estrato arbóreo y carga de combustibles en un bosque de *Pinus douglasiana* de México. *Madera y Bosques*, 25(3). <https://doi.org/10.21829/myb.2019.2531888>
- Richardson, D., Black, A. S., Irving, D., Matear, R. J., Monselesan, D. P., Risbey, J. S., Squire D. T., & Tozer, C. R. (2022). Aumento global del potencial de incendios forestales debido a la combinación de incendios y sequías. *NPJ, Ciencias del Clima y la Atmósfera*, 5(1), 23. <https://doi.org/10.1038/s41612-022-00248-4>
- Rifai, S. W., De Kauwe, M. G., Gallagher, R. V., Cernusak, L. A., Meir, P., & Pitman, A. J. (2024). Burn severity and post-fire weather are key to predicting time-to-recover from Australian forest fires. *Earth's Future*, 12(4), e2023EF003780. <https://doi.org/10.1029/2023EF003780>
- Román, M. O., Justice, C., Paynter, I., Boucher, P. B., Devadiga, S., Endsley, A., Erb, A., Friedl, M., Gao, H., Giglio, L., Gray, J. M., Hall, D., Hulley, G., Kimball, J., Knyazikhin, Y., Lyapustin, A., Myneni, R. B., Noojipady, P., Pu, J., Riggs, G., ... Wolfe, R. (2024). Continuity between NASA MODIS Collection 6.1 and VIIRS Collection 2 land products. *Remote Sensing of Environment*, 302, 113963. <https://doi.org/10.1016/j.rse.2023.113963>
- Rosales-Mata, S., González-Tagle, M. A., & Alanís-Rodríguez, E. (2021). Efecto de los incendios forestales en la diversidad estructural en bosques de Durango, México. *Revista Latinoamericana de Recursos Naturales*, 17(2), 49-54. <https://doi.org/10.33154/rlrn.2021.02.02>



RStudio (2024). *RStudio education*. <https://education.rstudio.com>

Silva-Cardoza, A. I., Vega-Nieva, D. J., Briseño-Reyes, J., Briones-Herrera, C. I., López-Serrano, P. M., Corral-Rivas, J. J., Parks, S. A., & Holsinger, L. M. (2022). Evaluating a new relative phenological correction and the effect of sentinel-based earth engine compositing approaches to map fire severity and burned area. *Remote Sensing*, 14(13), 3122. <https://doi.org/10.3390/rs14133122>

Sobrino, J. A., Llorens, R., Fernández, C., Fernández-Alonso, J. M., & Vega, J. A. (2019). Relación entre la severidad de la quema del suelo en incendios forestales medida in situ y mediante índices espectrales de teledetección. *Forests*, 10(5), 457. <https://doi.org/10.3390/f10050457>

Yılmaz, Ç. Ş. (2025). Assessment of burned area and fire severity using Sentinel-2 imagery: Case studies from Türkiye's summer 2025 wildfires. *Türk Uzaktan Algılama ve CBS Dergisi*, 6(2), 300-314. <https://doi.org/10.48123/rsgis.1751391>

Zhang, X., Fan, J., Zhou, J., Gui, L., & Bi, Y. (2023). Mapping fire severity in southwest China using the combination of sentinel 2 and gf series satellite images. *Sensors*, 23(5), 2492. <https://doi.org/10.3390/s23052492>